

Trabajo Fin de Grado

Contaminación difusa asociada al sector porcino en Aragón: Medidas correctoras

Autor/es

Paula Sánchez Acereda

Director/es

Yolanda Martínez Martínez

Facultad de Economía y Empresa

2015

Autor: Paula Sánchez Acereda

Director: Yolanda Martínez Martínez

Titulación: Grado en Economía

Contaminación difusa asociada al sector porcino en Aragón: Medidas correctoras

RESUMEN

Aragón es el segundo productor de porcino más importante de España. Esta actividad genera desechos, comúnmente denominados purines, que son ricos en nitrógeno y que son utilizados para fertilizar los terrenos colindantes. Esto es una buena opción para utilizar los recursos de forma natural. El principal problema de esta actividad radica en la excesiva concentración en determinadas zonas que reúnen características óptimas para su desarrollo, pero que reciben una carga excesiva de purines que la naturaleza no es capaz de asimilar y que provocan problemas de contaminación de los recursos hídricos. En el presente trabajo se pretende representar el problema de decisión de una granja de engorde “tipo” de Aragón, la carga contaminante que genera y las consecuencias económicas y ambientales de la introducción de medidas para reducir emisiones. Los resultados muestran una ordenación de las distintas medidas en función de su coste-eficiencia. Este sector es una de las principales fuentes económicas de la comunidad, por lo que el estudio de los problemas que ponen en peligro su sostenibilidad tiene gran interés.

ABSTRACT

Aragon is the second largest pork producer in Spain. This activity generates waste commonly called slurry, which are used to fertilize surrounding land as they are rich in nitrogen. This is a good option to use natural resources. The main problem of this activity is excessive concentration in certain areas that bring optimal characteristics for its development, but which they are excessive load of slurry that nature is not capable of assimilating and cause problems of pollution of water resources. In the present work the decision problem of a "type" farm of Aragon is represented, estimating polluting loads from activity and analysing the economic and environmental consequences of some measures to reduce emissions. The results show an array of different measures according to their cost-efficiency. This sector is one of the main economic sources of the community, so the study of the problems that threaten its sustainability is of great interest.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	4
1.1 OBJETIVOS, MOTIVACION Y RELEVANCIA SOCIAL	10
2. IMPORTANCIA ECONÓMICA DEL SECTOR PORCINO	11
3. LA CONTAMINACION COMO PROBLEMA ECONÓMICO: TEORÍA DE LAS EXTERNALIDADES	17
4. MODELO ECONÓMICO Y FUENTES DE DATOS	22
4.1. DEFINICIÓN DE ESCENARIOS	28
4.1.1 Escenario óptimo	29
4.1.2 Escenarios de restricciones de nitrógeno y de emisiones	29
5. RESULTADOS	30
6. CONCLUSIONES	35
7. BIBLIOGRAFÍA.....	38

1. INTRODUCCIÓN

El sector agrícola juega un papel estratégico en muchos países. Con el fin de incrementar los rendimientos agrarios, ha habido una creciente intensificación a lo largo de los últimos años de la agricultura de regadío y del uso de plaguicidas y fertilizantes.

Estos pesticidas y herbicidas, son utilizados para controlar y combatir plagas de hongos, insectos o malas hierbas que pueden repercutir en la producción agrícola. Muchos de ellos afectan interfiriendo en procesos fisiológicos y biológicos comunes a un conjunto de organismos. Sin embargo, pueden tener graves consecuencias sobre otros tipos de vida a los que no van dirigidos, convirtiéndose así en contaminantes (Martínez, 2002).

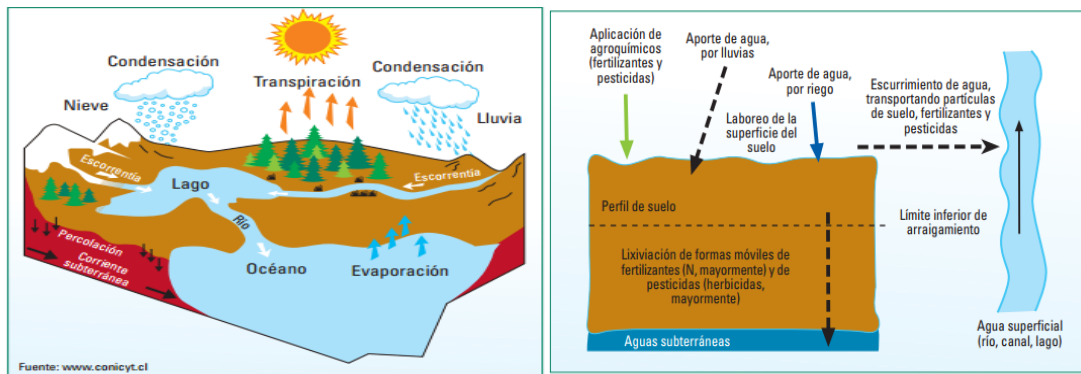
Las plantas necesitan agua, luz solar y sustancias químicas, entre ellas el nitrógeno, para su desarrollo. Este nitrógeno puede ser orgánico, el cual proviene de la descomposición de plantas y animales o de la atmósfera, es decir de procesos naturales, y por otro lado está el nitrógeno procedente de fertilizantes. Debido a que este elemento es fundamental en el desarrollo de las plantas, será absorbido en cierta cantidad, mientras que el resto quedará incorporado al suelo.

Estas sustancias pueden ir a parar a los recursos hídricos por tres vías: por transporte de nutrientes a lo largo de la superficie del suelo, debido al agua de lluvia, la nieve o las aguas de riego que no penetran en el suelo, es decir por escorrentía superficial; por vertido directo de productos químicos al agua superficial, debido a la existencia de poros o muros fracturados o construcciones mal realizadas; y por último, mediante el lixiviado o lavado de nutrientes a través del suelo producido por la percolación de agua de lluvia, riego o nieve (Ribaudó *et al.*, 1999).

La agricultura y la ganadería, son actividades que favorecen este tipo de contaminación, denominada contaminación difusa.

En la figura 1.1 se representan los distintos procesos, a partir de los cuales, las sustancias contaminantes van a parar a los recursos hídricos.

Figura 1.1: Esquema simplificado del proceso de contaminación difusa de aguas continentales y Ciclo del agua.



Fuente: INIA, 2007.

En España la situación debida a la contaminación por la utilización de fertilizantes no es tan crítica como en otros países de nuestro entorno. Sin embargo, este problema sí puede llegar a ser grave en zonas localizadas.

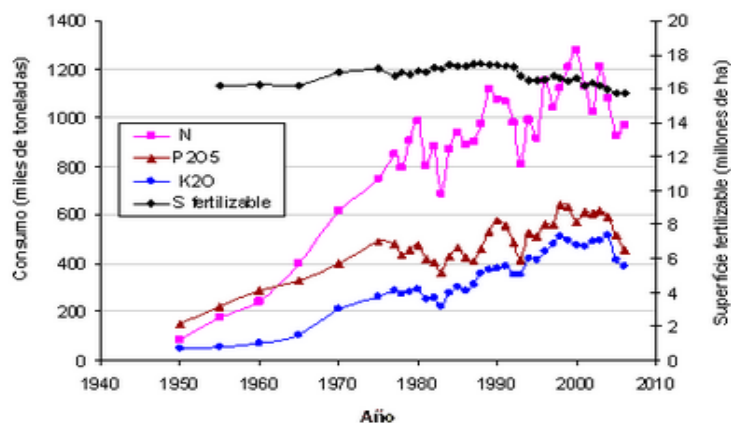
En la Unión Europea (15), la utilización de fertilizantes comerciales, entendiendo estos como la suma de nitrógeno, fósforo y potasio, ha pasado de 141,8 kg/ha de superficie agraria útil en el año 1990 a 190,9 kg/ha en el año 2012. Lo que significa que su uso ha aumentado en un 34,63% a lo largo de dos décadas.

Sin embargo, en el conjunto de estos 15 países, hay grandes fluctuaciones. Así, Irlanda es el país donde más ha aumentado su uso, un 153,41% entre los años 1990 y 2012, mientras que Reino Unido destaca por ser uno de los pocos países donde el consumo de este tipo de fertilizantes ha disminuido drásticamente, un 67,83%.

En el caso de España, podemos ver una tendencia creciente en el uso de fertilizantes, con un aumento en su utilización del 92,71%, probablemente causado por la mecanización e intensificación de la agricultura a lo largo del periodo considerado (1990-2012).

En la figura 1.2 se muestra la evolución del consumo de fertilizantes en España, entre los cuales destaca la rápida evolución del aporte de nitrógeno entre los años 1950 y 2009.

Figura 1.2: Evolución del consumo de fertilizantes en España



Fuente: Cáceres y Marfà, (2003).

La contaminación hídrica es considerada como una alteración producida por el ser humano, en forma de daño o deterioro, a la integridad física, biológica y química del agua. Este deterioro de la calidad del agua está causado por la presencia en ella de diversos elementos como pueden ser sedimentos, pesticidas, fertilizantes, aceites, etc. Estos elementos se considerarán contaminantes si están presentes en cantidades excesivas, de tal modo, que su uso sea perjudicial, o dañino para el medioambiente. Aparte de esto, pueden causar otros impactos como puede ser alteración hidráulica de los ríos, eliminar la vegetación ribereña (que se ubica cercana al cauce), o modificaciones hidrológicas que provocan que los ríos se tornen inestables y sufran de erosión (Novotny, 2003; Campbell, 2004).

La contaminación puede clasificarse como de origen puntual o difusa. La contaminación puntual se caracteriza por ser emitida por un foco determinado y afectar a una zona concreta. Mientras que la difusa se caracteriza por estar presente en zonas amplias donde coexisten varios focos de contaminación, por lo que es difícil su control, de forma que ésto tiene importantes repercusiones en cuanto al tipo de medidas de política para el control de la contaminación en comparación a la de origen localizado, siendo mucho más costoso, como han señalado Kaplan *et al.* (2000).

En el presente apartado nos centraremos en la contaminación difusa por ser un problema caracterizador de nuestro estudio.

Así pues, la contaminación difusa puede ser continua o intermitente, siendo la última su forma más común por estar relacionada con actividades estacionales características de la agricultura como son la fertilización en épocas concretas del año, en la cual un exceso de fertilizantes causará contaminación debido a que las plantas no podrán absorber todos los nutrientes, o debido a las precipitaciones que pueden provocar el arrastre de sustancias hacia aguas o ayudar a la lixiviación. Estos factores hacen difícil su control (Carpenter *et al.*, 1998).

Según Novotny (2003) algunas características de la contaminación difusa son las siguientes:

- A nivel individual, los focos de contaminación difusa son menores en cantidad, sin embargo en conjunto son mucho más significativos.
- Son resultado de actividades ligadas a usos del suelo.
- En muchas ocasiones, fenómenos climáticos son la causa de la extensión de la contaminación difusa, y esto puede variar en función de las condiciones geológicas o geográficas, con lo que puede diferir mucho de un lugar a otro o incluso de año a año.
- Las emisiones de contaminación difusa más perjudiciales son: sólidos suspendidos, nutrientes (principalmente fósforo (P) y nitrógeno(N)), microorganismos fecales y sustancias tóxicas.

Otra característica principal es que no se pueden regular directamente las emisiones de fuentes de contaminación difusa, sino que se deben controlar las emisiones por medio de la implantación y evaluación de actividades en la cuenca (Arreguín-Cortés *et al.*, 2000; Holdren *et al.*, 2001; Campbell *et al.*, 2004).

En la figura 1.3 se muestran las principales fuentes de contaminación difusa, así como ejemplos de su origen y su repercusión medioambiental.

Figura 1.3: Fuentes de contaminación difusa importantes

Contaminante	Ejemplo de su origen	Problema ambiental
Fósforo	Erosión del suelo, fertilizantes agrícolas, contaminación de escorrentía urbana (detergentes y materiales orgánicos)	Eutrofización de las aguas dulces, degradación ecológica, incremento en el coste del tratamiento de agua potable, crecimiento de algas nocivas.
Nitrógeno	Fertilizantes agrícolas, emisiones vehiculares, depositación atmosférica.	Eutrofización (especialmente de aguas costeras), contaminación de fuentes de agua potable, acidificación.
Sólidos suspendidos	Escorrentía de tierra de labrado, erosión en zonas altas, acumulación de sólidos en superficies urbanas impermeables, construcción.	Destrucción de la zona de rápidos, sedimentación en estanques naturales, transportador de nutrientes y compuestos tóxicos.
Grasas y aceites e hidrocarburos	Mantenimiento de vehículos, disposición de aceites al agua, derrame por almacenamiento manejo, emisiones de vehículos, escorrentía de carreteras, emisiones industriales	Toxicidad, contaminación de sedimentos de ríos urbanos, contaminación de agua subterránea, nocivo (en aguas superficiales), sabor (en aguas de abastecimiento humano).
Desechos orgánicos	Desechos agrícolas, lodos residuales, disposición de efluentes en el suelo.	Demanda de oxígeno, enriquecimiento de nutrientes.
Pesticidas	Aplicación municipal para controlar las malezas cercanas a las carreteras, agricultura, mantenimiento privado de pastos.	Toxicidad; contaminación a las fuentes de agua potable; afectación de la biodiversidad en ríos, lagos y mares.
Microorganismos fecales	Falta en sistemas de tanques sépticos, heces animales, conexiones cruzadas de sistemas separados de alcantarillado.	Riesgo a la salud, incumplimiento con los estándares recreativos (cerrado de playas).
Metales pesados	Escorrentía urbana, aplicación en el suelo de agua y lodos residuales.	Toxicidad.

Fuente: Novotny (2003) y Campbell *et al.* (2004).

Con el paso de los años, el problema de la contaminación difusa, se ha ido incrementando de forma sustancial como la principal causante del deterioro de la calidad de aguas superficiales y subterráneas. Así pues, la Agencia Europea del Medio Ambiente considera la contaminación por nutrientes una de las principales causas del deterioro de calidad de agua en lagos, estuarios y ríos. Sin embargo, debido a sus características es muy difícil de controlar y regular, por lo que su repercusión suele ser mayor que la que puede tener la contaminación puntual. Tanto es así, que en los años 70 fue considerada como un problema global relativamente reciente (Carpenter *et al.*, 1998; Campbell *et al.*, 2004).

En los países desarrollados una de las principales causas de esta contaminación se asocia a la producción agropecuaria, ya que de esta actividad se derivan elementos como nitrógeno y fósforo, que van a parar al curso de las aguas (Jarvis, 2002). Además,

esto se ve incrementado cuando existe una fuerte relación entre la intensidad de producción del sistema ganadero y los niveles de eutrofización de los cursos de agua (Djodic *et al.*, 2002).

La eutrofización es el fenómeno natural o antropogénico provocado por un exceso de nutrientes, entre los cuales los fosfatos y nitratos son los más destacados. Debido a esto, abunda la presencia de fitoplancton (algas), que, presentes en las aguas, disminuirán la transparencia y por tanto el proceso de fotosíntesis se verá dificultado, haciendo disminuir la concentración de oxígeno (O₂), el cual es indispensable para el desarrollo de muchos organismos.

Tal es la importancia de este problema, que en los años 80 EEUU desarrolló las llamadas Buenas Prácticas de Gestión. Esto consistía en una serie de medidas, las cuales podían implantarse antes, durante o tras la contaminación y cuyo objetivo principal era prevenir y en su caso reducir las fuentes de contaminación difusa hacia las aguas.

Debido al gran alcance que supone la contaminación difusa, la respuesta ha sido internacional, creándose numerosas normativas que tratan de reducir su alcance e impacto. Así, en Estados Unidos se implantó la ley federal estadounidense denominada Acta de Agua Limpia (Clean Water Act) (1977) que posteriormente sufrió modificaciones. En la Unión Europea se promulgaron la Directiva de Nitratos (Nitrates Directive, 1997) y la Directiva Marco de Agua (Water Framework Directive, 2000), mientras que en Latinoamérica algunas organizaciones como la Conagua y el IMTA, en México (Izurieta-Dávila *et al.*, 2007), y la Universidad Federal de Minas Gerais, en Brasil, investigan sobre este problema.

Sin embargo, debido a la dificultad de identificar el origen de la contaminación es muy difícil controlar las emisiones a un coste razonable y como consecuencia, la introducción de impuestos o cuotas sobre los flujos contaminantes no son opciones viables, tal y como señalan diversos estudios como Weinberg y Wilen (2000).

Debido a tales dificultades, muchos autores han propuesto la combinación de distintos instrumentos disponibles como por ejemplo, persuasión, límites cuantitativos o cualitativos a la contaminación, impuestos sobre las emisiones contaminantes, etc. (Braden y Segerson 1993; Hanley *et al.* 1997).

En España, las autoridades han regulado el uso de fertilizantes a través de la trasposición de la Directiva de Nitratos, que limita las cantidades de nitrógeno a 250 kg N-NO₃/ha y a 170 kg N-NO₃/ha para zonas especialmente vulnerables.

1.1- OBJETIVOS, MOTIVACION Y RELEVANCIA SOCIAL

El presente trabajo se centra en el estudio de la contaminación difusa generada por la actividad ganadera. En concreto, se hará un análisis económico de la contaminación generada por las granjas de engorde de porcino. El estudio se centra en la comunidad autónoma de Aragón, por ser un área donde el sector porcino tiene gran relevancia. Debido a que esta actividad está intensamente concentrada en ciertas zonas geográficas del territorio, se generan altos niveles de contaminación provocados por las emisiones de nitrógeno, que procede de los desechos de esta actividad ganadera, denominados purines, y que son utilizados como subproducto para la fertilización de terrenos agrícolas. En concreto, se analizará el cultivo de maíz por ser uno de los más comunes en la región estudiada.

Los objetivos del estudio van encaminados a la búsqueda de diferentes medidas económicas, a través de las cuales se consiga reducir las emisiones contaminantes. Una vez encontrados los mecanismos para su reducción, trataremos de hacer una comparación de las medidas obtenidas, con el fin de identificar la más adecuada.

Los objetivos específicos del trabajo son los siguientes:

- Construir un modelo económico que represente el problema de decisión de una granja de engorde “tipo” y que incorpore la contaminación asociada a su nivel de producción.
- Estudiar la carga contaminante de la región en ausencia de medidas de control de la contaminación.
- Explorar las consecuencias económicas y ambientales de la introducción de medidas de reducción de emisiones.

Para ello, se utilizará un modelo de programación matemática que incorpora variables económicas y ambientales.

El estudio de medidas alternativas para mejorar el funcionamiento del sector porcino y de su sostenibilidad ambiental es importante por diversas razones.

Primero, porque existe una sensibilidad creciente hacia los aspectos ambientales de la actividad, lo cual condiciona sus expectativas de crecimiento futuro.

Segundo, porque el regulador debe conocer las consecuencias económicas de las distintas alternativas de control de la contaminación.

Los resultados de este trabajo tienen por tanto utilidad tanto para el sector productivo de porcino como para las instituciones encargadas de la regulación ambiental en nuestra comunidad autónoma.

El trabajo está ordenado de la siguiente forma: en el capítulo siguiente se analizará la importancia económica del sector porcino, a continuación se analizará brevemente la contaminación como problema económico, después se procederá a la explicación de la metodología y de los datos empleados y por último se expondrán los resultados y las conclusiones del mismo.

2. IMPORTANCIA ECONÓMICA DEL SECTOR PORCINO

El sector porcino juega un papel fundamental a nivel mundial. La producción de carne porcina está muy por encima a la de otros tipos de carne, representando un 40% de la producción total (APPAVE, 2010).

En la figura 2.1 se muestra la producción de carne a nivel mundial de diferentes clases de ganado, en los años 2008 y 2009, medido en miles de toneladas, así como su variación porcentual.

Figura 2.1: Producción de carne a nivel mundial en los años 2008-2009

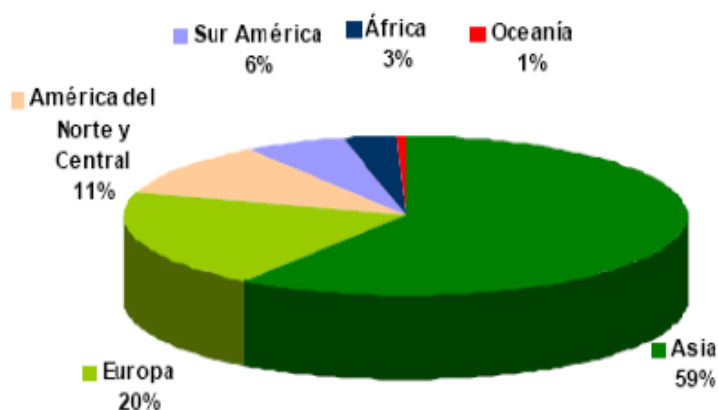
	<u>Miles de Toneladas</u>		<u>Porcentajes</u>
	2008	2009	% 2008/2009
Cerdo	103.189	106.069	2,79
Ave	79.372	79.595	0,28
Bovino	62.363	61.837	-0,84
Ovino	8.255	8.109	-1,77
Caprino	4.918	4.938	0,41
Pato	3.779	3.845	1,73
Conejo	1.842	1.644	-10,71

Fuente: APPAVE (2011).

Si hacemos un desglose por continentes, nos encontramos con que Asia es el continente a la cabeza del sector porcino, con un crecimiento exponencial en los últimos años, siendo China el principal país con un 80,5% de las cabezas totales de Asia. A este le sigue Europa (20% de la producción mundial), siendo Alemania y España los países con mayor número de cabezas, con un 19% y 18% respectivamente. En cuanto a América del Norte, Estados Unidos y Canadá son los principales productores, con 84,4% y 15,5% respectivamente. En América Central, México ocupa el primer puesto con un 77,1%, mientras que en América del Sur el más importante es Brasil con un 65,9% (APPAVE, 2010).

En la figura 2.2 se muestran la distribución por continentes del censo mundial de ganado porcino en 2009.

Figura 2.2: Censo mundial porcino



Fuente: APPAVE (2011).

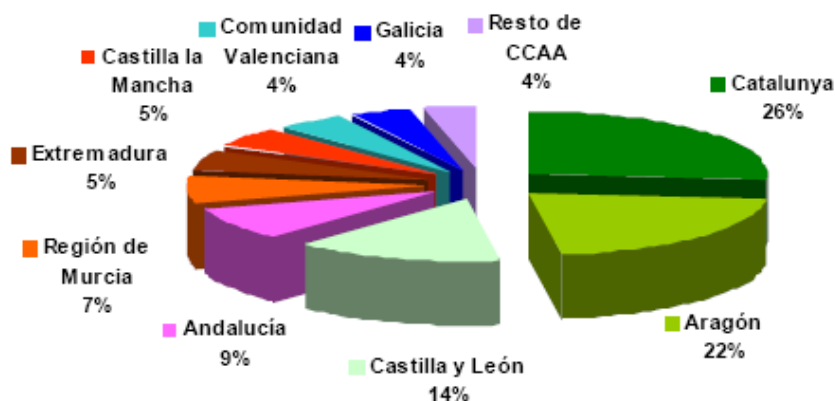
En la Unión Europea (27) el censo porcino se encuentra principalmente concentrado en seis países: Alemania (19%), España (18%), Polonia (10%), Francia (10%), Dinamarca (9%) y Holanda (9%), entre las cuales suman un 72% de la producción (APPAVE, 2010).

El sector porcino ha sido un pilar fundamental en la economía española. Además de 1975 a 2010 el sector ha crecido un 185,2%, debido a la incorporación de innovaciones tecnológicas y al aumento del tamaño de explotaciones, además de otros factores como puede ser una reducción de los márgenes.

Tras Cataluña, Aragón es la comunidad autónoma que ocupa el segundo puesto de producción porcina, con un 22% respecto a la producción total española. Junto con Castilla y León y Andalucía estas cuatro comunidades abarcan casi el 70% de la producción española total.

En la figura 2.3 se muestra la distribución por Comunidades Autónomas del censo porcino en España en el año 2010.

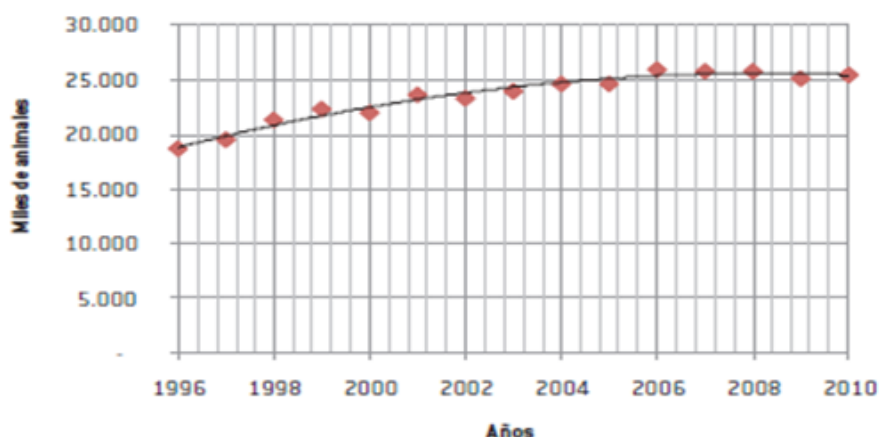
Figura 2.3: Censo español porcino



Fuente: APPAVE (2011).

En la figura 2.4 se detalla la evolución del censo en España medido en número de animales a diciembre de cada año. En el gráfico podemos observar su tendencia creciente en el periodo analizado, con una estabilización en los últimos 5 años.

Figura 2.4: Evolución del censo de ganado porcino en España



Fuente: Daudén *et al.*, (2011).

En cuanto al desarrollo de este sector en Aragón, ha seguido a lo largo de los años una tendencia continuada, que se duplica entre 1999 y 2009, para posteriormente contenerse durante los periodos de crisis. Si nos remitimos a cifras, Aragón cuenta con 5,8 millones de plazas de porcino, con una producción anual cercana a los 10 millones de cabezas.

El desarrollo de esta actividad no ha sido igualitario, habiendo zonas en las cuales su crecimiento ha sido exponencial, generándose una elevada concentración ganadera y otras en las que ha sido moderado. Así en Aragón el 50% del total de plazas de porcino se hallan en la provincia de Huesca, el 34% en Zaragoza y sólo el 16% en Teruel (Daudén *et al.*, 2011).

La figura 2.5 recoge el número de explotaciones y de plazas de porcino en las provincias de la comunidad aragonesa en el año 2010.

Figura 2.5: Explotaciones y plazas de porcino por provincias

PROVINCIA	EXPLOTACIONES	PLAZAS
HUESCA	1.923	2.867.730
ZARAGOZA	1.203	1.973.950
TERUEL	782	943.837
TOTAL	3.908	5.785.517

Fuente: Daudén *et al.*, (2011).

El aumento del censo porcino lleva asociado el incremento del estiércol líquido porcino, que es comúnmente denominado como purín.

La utilización del purín como fertilizante orgánico en el ámbito agrario es una práctica común, debido a que es una forma de reciclar nutrientes de forma natural y económica, permitiendo la sustitución total o parcial de fertilizantes minerales y generando así una reducción en los costes.

Una de las principales características del purín es que su componente principal es el nitrógeno (N), el cual se encuentra mayoritariamente en forma mineral (N amoniacal) y cuya disponibilidad es casi inmediata para el cultivo, además de otros nutrientes esenciales como pueden ser fósforo (P), potasio (K), magnesio (Mg), micronutrientes y sales. Estos elementos son indispensables en el desarrollo de las plantas.

Dependiendo del área geográfica, climatología, tipo de cultivo y composición del suelo, el porcentaje de estos nutrientes absorbidos por la planta oscilarán. El resto puede permanecer en el suelo, volatilizarse a través del aire o llegar hasta los recursos hídricos por transporte de agua de lluvia, nieve o riego (escorrentía superficial), filtrándose a través de poros o mediante lixiviado.

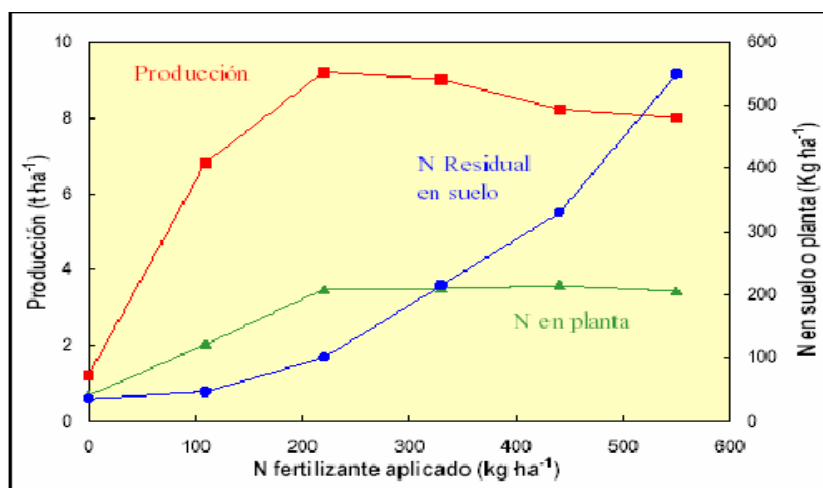
Ciertas cantidades de estos nutrientes en la atmósfera, suelos y aguas son sostenibles debido a que el medio ambiente tiene una capacidad de regeneración, es decir, puede volver a su estado inicial sin ser intervenido. Sin embargo, hay un nivel a partir del cual los efectos pueden ser nocivos.

El problema radica en zonas de alta concentración ganadera, donde se generan grandes cantidades de purín que son aplicadas en campos colindantes sin tener en cuenta las necesidades de cultivo y otros factores anteriormente mencionados. Así, mientras cierta cantidad de purines aplicados a las plantas puede resultar óptima, debido a la reutilización de este factor, una dosis inadecuada puede provocar un exceso de nutrientes, que permanecen en los suelos o en las aguas generando así contaminación.

La figura 2.6 muestra la relación existente entre el fertilizante aplicado, la producción final, el N realmente tomado por la planta y el N residual en suelo. La figura es el resultado de un ensayo, el cual pretende ilustrar que la producción de maíz crece conforme aumenta el volumen de fertilizante aplicado, hasta un punto a partir del cual,

conforme se aumente la cantidad de este, la producción no crece o incluso puede llegar a decrecer (ley de los rendimientos decrecientes).

Figura 2.6: Efecto de la dosis de N fertilizante sobre la producción de maíz, contenido de nitrógeno en la planta y residuo de nitrógeno en el suelo.



Fuente: Orús *et al.* (2000)

Los efectos de aplicaciones excesivas de purín en determinadas zonas puede afectar tanto al propio cultivo (a través de pérdidas de rendimiento u otras patologías) como al medio ambiente, mediante contaminación de aguas, atmósfera y suelos.

Por ello, cabe destacar la importancia de gestionar correctamente este subproducto ganadero, que aplicado en dosis agronómicas puede resultar idóneo para el reciclaje de recursos, pero que sin embargo si no se toman las medidas adecuadas para su aplicación puede tener importantes repercusiones medioambientales, y como consecuencia se puede desencadenar un cierto rechazo social a esta actividad, que hoy por hoy es una de las principales fuentes económicas de Aragón.

En el año 2011, este sector representaba el 59,4% de la producción final aragonesa y más del 34% de la producción final agraria (Gobierno de Aragón, 2012). Además tiene gran relevancia en la creación de empleo, tanto directo (mano de obra en explotaciones ganaderas) como indirecto (construcción granjas, industria de pienso, sanidad, etc.), alcanzando en 2011 las 10.173,9 UTH. Considerando UTH como las unidades de trabajo humano, que engloba al trabajador contratado a tiempo completo o 1920 horas al año para el trabajo autónomo (Gobierno de Aragón, 2012).

Diversos trabajos han ido dirigidos a encontrar soluciones sostenibles para mejorar la gestión del purín, como mejoras en las instalaciones. Sin embargo, el presente trabajo tiene por objeto la determinación de medidas económicas que ayuden a reconducir las cantidades de purín utilizadas como fertilizante hacia el óptimo económico, reduciendo así el impacto medioambiental en zonas de gran producción porcina.

3. LA CONTAMINACION COMO PROBLEMA ECONÓMICO: TEORÍA DE LAS EXTERNALIDADES

En este apartado se analizará la contaminación desde el punto de vista económico como caso común de externalidad negativa y se expondrán las características y problemas específicos que presenta la contaminación difusa.

Cuando un país va aumentando su nivel de desarrollo, en muchos casos, su medio ambiente se ve afectado debido a la contaminación y al agotamiento de recursos naturales. Esto es debido a que muchas empresas, con el fin de aumentar su producción, utilizan cantidades más grandes de recursos o productos químicos que se lo permitan. Estos procesos pueden llevar a mayores beneficios dentro de las empresas, sin embargo en el ámbito social puede tener consecuencias negativas, ya que puede conllevar grandes cantidades de emisiones a la atmósfera, ríos o suelos debido a la generación de residuos en el proceso de producción que tardan un determinado tiempo en asimilarse por el medio. Por ello, debido a un incremento del crecimiento, puede darse una acumulación de estas sustancias que a largo plazo puede comprometer la sostenibilidad del medio ambiente.

En el modelo competitivo básico, el cual parte del supuesto de que los costes de producir un bien y los beneficios de venderlo recaen sólo sobre el fabricante y de que los beneficios de obtener el bien y los costes de comprarlo son soportados únicamente sobre el comprador, se producen resultados eficientes, a través del funcionamiento del mercado, que garantizan la asignación eficiente de los recursos tanto individual como socialmente. Por tanto, a pesar de la interdependencia en el bienestar de los individuos, los efectos se transmiten a través de cambios en precios de mercado de forma que la nueva asignación sigue siendo óptima en el sentido de Pareto.

Sin embargo, puede haber diversas situaciones en las que los mercados no funcionan correctamente y no se llega a estos resultados eficientes. Así mismo, muchos problemas medioambientales son resultado de fallos de mercado, los cuales surgen como consecuencia de la existencia de externalidades. Una externalidad se define como el coste y beneficio de una transacción que no se reflejan plenamente en el precio de mercado.

Esto es lo que ocurre en la asignación de factores del medio ambiente donde el sistema de precios puede no ser eficiente debido a que en muchos casos, las empresas con el fin de maximizar sus beneficios generan daños en el bienestar de otros agentes los cuales no son recogidos por los precios, siendo soportados finalmente por la sociedad.

Mucha es la literatura que trata sobre el concepto de externalidad. El origen de éste es atribuible a Alfred Marshall (1922). Posteriormente han sido muchas las aportaciones a este concepto, como pueden ser las de Mishan (1965,1971), Ng (1971), Turvey (1963) y Wellisz (1964).

Uno de los principales conflictos a la hora de determinar si existe una externalidad es si ésta existe siempre que la utilidad de una empresa o individuo es interdependiente de actividades que están bajo el control de otra empresa o individuo. Autores como Buchanan y Stubblebine (1962) afirman que tal independencia implica externalidad. Mientras que otros como Nath (1969) considerarán que externalidad existe cuando los costes se imponen a otros agentes que no deben pagar por ellos o los beneficios son concedidos a aquellos que no pagan por recibirlos, es decir, considera que las externalidades son interdependencias no negociadas entre individuos y empresas, combinándose la interdependencia con una ausencia de transacción de mercado.

Por otro lado Baumol y Oates (1975) consideran externalidad cuando se cumplen dos requisitos:

- En primer lugar, siempre que en la relación de utilidad o de producción de un agente influyan variables provocadas por otras personas sin tenerse en cuenta los efectos sobre el bienestar de los primeros.
- En segundo lugar, si este agente que influye en la utilidad de otros, no recibe o paga (en función de si es una externalidad positiva o negativa) en compensación

a su actividad una cantidad igual en cuantía a los costes o beneficios marginales generados.

Según Pareto (1896) una situación es eficiente cuando se puede aumentar el bienestar de un agente sin perjudicar el de otro, mientras que el equilibrio Pareto-eficiente en un mercado que es perfectamente competitivo se da cuando los precios de los bienes se igualan a los costes marginales de producir.

Una de las condiciones que se tienen que cumplir para que el mercado competitivo sea eficiente es que no haya externalidades, porque de ser así, el precio de mercado no refleja correctamente el beneficio de consumir la unidad marginal y los costes no miden adecuadamente el coste de oportunidad de producirlo. Así pues, Pigou (1932) describe esta situación como una divergencia entre beneficio social marginal y beneficio privado por un lado, y coste social marginal y coste privado marginal por otro. La eficiencia necesita igualdad entre beneficios y costes sociales.

Si definimos el coste marginal por unidad de contaminación como el daño causado por cada unidad y el beneficio marginal de una unidad adicional de contaminación como el producto extra que corresponde a esa contaminación, la cantidad eficiente de esta se dará cuando coste marginal y beneficio marginal se igualen. Sin embargo, si la empresa contaminante no incurre en costes por dicha contaminación, seguirá haciéndolo mientras ello le suponga un incremento del beneficio, sin tener en cuenta los costes que ello pueda causar en las otras partes y por tanto llegará hasta el punto en el que para ella el beneficio marginal de contaminar sea cero. Como resultado la contaminación generada en el equilibrio será mayor que la eficiente.

Esto es así porque el bien contaminado es un bien libre (ya sean recursos hídricos, suelos, aire...) y no tiene un precio. Es decir, nadie es su dueño y por tanto no tiene un precio que refleje el valor para usos alternativos. Y por tanto como son bienes de propiedad común, se produce un uso ineficiente, mediante la sobreexplotación.

Sin embargo, erradicar la contaminación por completo no es lo socialmente óptimo ya que la sociedad estaría dispuesta a soportar cierta cantidad si a cambio obtiene bienes y servicios útiles.

Los instrumentos más comunes para el control de la contaminación pueden dividirse en tres bloques.

Dentro del primer bloque se encontrarían los incentivos económicos, entre los cuales se hallan los impuestos, los subsidios y las ayudas a la reducción de la contaminación y la creación de mercados de permisos de contaminación.

Los impuestos, son una de las soluciones, basada en la imposición de tasas o impuestos de forma proporcional a la cantidad de contaminación emitida. Su objetivo es intentar igualar los costes privados y sociales (ambos marginales), por una parte, y los beneficios privados y sociales (marginales), por otra. Así pues, servirán para mostrar a la empresa o individuo los verdaderos costes y beneficios sociales derivados de sus actos. Se denominan impuestos correctores o impuestos pigouvianos en honor a A. C. Pigou.

Como consecuencia de que los empresarios no tendrán incentivos a reducir los niveles de contaminación, ya que esto supondrá aumento en sus costes o reducciones en sus beneficios, una medida alternativa a los impuestos sería la concesión de ayudas o subvenciones. El Estado en lugar de gravar la contaminación, podría establecer ayudas para paliar los costes en los que se incurre para reducirla, concediendo una subvención que sea igual a la diferencia entre el beneficio social marginal de reducir dicha contaminación y el beneficio privado marginal de la empresa.

La diferencia entre los impuestos y subvenciones radica en la asignación implícita que se hace de los derechos de propiedad sobre el recurso que se contamina, ya que en el caso de la subvención corresponden al agente contaminador.

Además hay que considerar que estas dos medidas tienen efectos distintos en el largo plazo, ya que el imponer multas por contaminar puede causar que algunas empresas deban abandonar el mercado por no poder hacer frente a este coste. Mientras que la concesión de subvenciones permitiría la supervivencia de estas empresas. Esto tiene como consecuencia, un mayor número de empresas y por tanto, mayor cantidad de emisiones.

Otra de las medidas para el control de la contaminación consiste en la creación de mercados. Consiste en establecer permisos de emisión comercializables, los cuales autorizan a emitir cierta cantidad de sustancias contaminantes. Éstos se distribuirán entre las empresas las cuales podrán intercambiar permisos ya que lo que al Estado le interesa es la cantidad total de reducción de la contaminación.

Así pues, una empresa venderá permisos si su precio de mercado es mayor que el coste marginal de reducir su contaminación, mientras que decidirá comprar si el coste marginal de reducir su contaminación es mayor que el precio de mercado del permiso.

En el segundo bloque se incluyen los instrumentos de mando y control, los cuales imponen límites directos sobre el comportamiento de los emisores. Dentro de los cuales se incluyen los estándares o cuotas de emisión, es decir, emisiones máximas tolerables, la prohibición de utilizar determinados procesos, productos o insumos y los estándares tecnológicos, es decir, obligación de utilizar una tecnología determinada para ciertos procesos.

Finalmente, en el tercer bloque se encuentran instrumentos institucionales, que consiste en cambios en las condiciones institucionales de los mercados, de tal forma que se facilite la incorporación de los costes causados por la contaminación en la decisión de los agentes.

Entre estos instrumentos se incluyen las reformas legales, medidas que fomenten la responsabilidad social, definición y aplicación de los derechos de propiedad de los recursos ambientales y la negociación entre las partes (afectada y causante) de la externalidad.

Esta última medida, fue introducida por Coase, el cual argumentó, que la intervención no siempre es necesaria, y que a veces, se debe permitir la externalidad, de tal forma que mediante la negociación entre la parte afectada y la parte causante de la externalidad lleguen al óptimo social mediante la negociación, siempre que los costes de transacción sean menores que lo que se persiga en el intercambio.

Por ello a la hora de determinar la producción socialmente eficiente debemos considerar el coste marginal social como suma del coste marginal privado más el daño marginal, de manera que ahora la eficiencia se dará igualando coste marginal social y beneficio marginal social, obteniéndose una menor producción y un mayor precio que en equilibrio competitivo, mejorando así el bienestar social.

En el modelo analizado se tratará el problema de externalidad generado por una actividad ganadera. En concreto, se considera un granjero tipo de una explotación media aragonesa porcina que a su vez dispone de terrenos donde cultiva maíz, de modo que

utiliza los desechos (purines) de la actividad porcina como subproducto para fertilizar dicho cultivo.

En nuestro caso la externalidad es provocada por la producción porcina, la cual genera grandes cantidades de purines, que en muchos casos son utilizados de forma excesiva como fertilizante.

El problema surge, cuando no hay regulación sobre la actividad, porque los granjeros no tendrán incentivos a reducir la contaminación debido a que esto les supondría aumentar costes y como consecuencia disminuir los beneficios. Por ello el problema que trataremos en el presente trabajo será el estudio de una serie de medidas desde el punto de vista económico que hagan que el granjero internalice este coste de contaminar, que afecta a la sociedad, alcanzando así el nivel óptimo de contaminación, que como hemos dicho, no será cero, así como la producción óptima asociada a ese nivel de contaminación.

Aunque existen muchos trabajos que han estudiado la contaminación difusa, tanto en España como en el resto del mundo, no existen, sin embargo, trabajos que traten la contaminación difusa ganadera en España, a excepción del trabajo de Goetz y Martínez (2013).

A diferencia de este trabajo, en el que se estudian distintas medidas basadas en la solución de depósito-reembolso, aquí se hace un análisis coste-eficiencia de diferentes opciones.

4. MODELO ECONÓMICO Y FUENTES DE DATOS

En nuestro estudio nos centraremos en un ganadero-agricultor “tipo” de la comunidad autónoma de Aragón cuya actividad principal es la producción porcina. Además dispone de terreno agrícola que usa para el cultivo de maíz.

Dicho agricultor obtendrá sus ingresos principales de la producción de cerdos. Sin embargo, esta actividad genera grandes cantidades de purines, de manera que utiliza este subproducto de la actividad ganadera para fertilizar el cultivo.

Esto supone una gran ventaja para el ganadero, ya que además de no tener que incurrir en costes para deshacerse de los desechos porcinos, obtiene un ingreso adicional generado por la venta del cultivo fertilizado con purín, en nuestro caso, maíz.

Como hemos comentado anteriormente, uno de los principales componentes del purín es el nitrógeno (N). Este elemento es indispensable para el crecimiento de las plantas, sin embargo, éstas sólo necesitan un porcentaje determinado de éste (dependiendo del tipo de planta, cualidades de los suelos y climatología, además de otros factores). Por lo que el resto de nitrógeno que no sea absorbido quedará incorporado al suelo, o será arrastrado por diversos medios (lluvias, nieve, viento...) hacia los recursos hídricos, generándose así contaminación.

Además, consideramos que una contaminación cero, no es óptima, ya que el medio ambiente tiene capacidad de regeneración, es decir, hay un porcentaje de contaminación, por debajo del cual el medio puede volver a su estado inicial, sin intervención del ser humano.

Por otro lado la sociedad estará dispuesta a asumir una determinada cantidad de contaminación a cambio de obtener, en este caso producción porcina y maíz.

Por esto, si al granjero no se le impone un límite, aplicará toda la cantidad de purín al terreno, generándose así excesos que las plantas no serán capaces de absorber. De este modo no tendrá incentivos para reducir esta contaminación, ya que para él, este subproducto, supone un ahorro en los costes, generando así un coste sobre la sociedad.

Para representar el problema económico del ganadero, construiremos un modelo de maximización de beneficios. Partiendo de un escenario base, el objetivo del productor es maximizar su beneficio, el cual va a depender por un lado de la producción ganadera y por otro de la producción porcina, tal como se muestra en la ecuación [1]:

$$\text{Max } BT = Ba + Bg \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde Ba y Bg representan los beneficios agrícolas y ganaderos respectivamente en euros por hectárea.

Así pues, la función de beneficio agrícola será:

$$Ba = Pa \cdot Qa(n) - Cf - Ca - K \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde Pa es el precio de venta del maíz (euros por tonelada), Qa la cantidad de maíz recogida por el agricultor (toneladas por hectárea), Cf es el coste que supone aplicar el fertilizante (euros por toneladas), Ca el coste del agua (euros por hectárea) y K representa la suma de otros costes (euros por hectárea).

A su vez, Qa viene representada por la siguiente función, denominada función de rendimientos o función de producción del maíz:

$$Qa = a_0 + a_1 \cdot n + a_2 \cdot n^2 \quad \text{(ecuación 3)}$$

Donde las letras a_0 , a_1 y a_2 corresponden a los coeficientes constante, lineal y cuadrático respectivamente y la n denota el nitrógeno total utilizado. Esta función sigue una especificación cuadrática, que es lo más habitual en la literatura. Sus valores concretos están definidos en la tabla 1, expuesta al final del presente apartado y se han tomado de Goetz y Martínez (2013).

El coste de aplicación del fertilizante se calcula como:

$$Cf = ga \cdot npa \quad \text{(ecuación 4)}$$

Donde ga representa el coste de gestión de los purines aplicados a la explotación (euros por metro cúbico) y npa es el nitrógeno en forma de purín aplicado al cultivo (metros cúbicos por hectárea).

Así pues, el beneficio agrícola es igual a los ingresos, es decir, el precio de venta del maíz por la cantidad recogida de maíz, la cual depende en nuestro caso de la cantidad de fertilizante aplicada, menos los costes, que son: coste de aplicar el fertilizante, que es resultado de multiplicar el coste de gestionar el purín por la cantidad de este aplicado al cultivo de la explotación; el coste del agua y otros costes, entre los cuales incluimos los costes de mantenimiento de la explotación, el canon básico, costes de secaje, de mecanización, fitosanitarios y de semillas.

Los datos de precios y costes globales se han obtenido de la Asociación General de Productores de Maíz de España (AGPME, 2012) en el caso de Pa y Ca, y de las Informaciones técnicas de Aragón (Gobierno de Aragón, 2007) para ga .

Los costes incluidos en el parámetro K se han obtenido de AGPME, (2012).

En la tabla 4.1 se muestran los valores concretos de los parámetros descritos hasta ahora:

Tabla 4.1: Parámetros actividad agrícola

Parámetros	Valores
Pa (€/tm)	190
Ca (€/ha)	160
K (€/ha)	1354,81
ga (€/m ³)	2,28
a ₀	4,8273
a ₁	0,04697
a ₂	-0,00006363

Por su parte, el beneficio ganadero estará definido por la siguiente ecuación:

$$Bg = Pg \times Qg - Z \quad \text{(ecuación 5)}$$

Donde Pg es el precio de venta de cada cerdo (euros por cerdo), Qg es el número de plazas de ganado por hectárea (plazas por hectárea) y el parámetro Z recoge otros costes ganaderos (euros por plaza).

Así, el beneficio del ganadero será el ingreso obtenido de la venta de cerdos menos los costes en los que incurra por la producción de cerdos.

Los datos obtenidos para su cálculo son obtenidos de diferentes fuentes, por un lado Pg procede de Goetz y Martínez (2013), mientras que Z, que es la suma de los costes de mantenimiento y amortización, se ha obtenido de las Informaciones técnicas de Aragón (Gobierno de Aragón, 2005).

La ecuación de emisiones contaminantes será:

$$E = pl \cdot Qnp \cdot npa \quad \text{(ecuación 6)}$$

Donde E son las emisiones contaminantes, es decir, el nitrógeno lixiviado (kilogramos por hectáreas), pl es la parte de nitrógeno perteneciente al purín que se lixivia

(porcentaje), Q_{np} es el contenido de nitrógeno de los purines (kilogramos por metro cúbico) y n_{pa} es el nitrógeno aplicado al cultivo (metros cúbicos por hectárea). Es decir, las emisiones serán iguales a la cantidad de nitrógeno que se lixivie de la cantidad de purín aplicado total.

Las fuentes consultadas para obtener estos datos han sido: Goetz y Martínez (2013), para pl , y Gobierno de Aragón (2008) para Q_{np} .

La parte de nitrógeno purín que se lixivia (pl) se calcula como la diferencia entre la cantidad total de nitrógeno y la cantidad total de emisiones.

La cantidad de nitrógeno purín aplicado viene definida por la siguiente ecuación:

$$n_{pa} = Q_g \cdot V \quad \text{(ecuación 7)}$$

Siendo V , la cantidad de purines generados por cada plaza, medido en metros cúbicos por plaza. Este valor ha sido obtenido de Goetz y Martínez (2013) y es $1,57 \text{ m}^3/\text{plaza}$.

De forma que la cantidad de purín aplicada es igual al número de plazas de ganado por hectárea por la cantidad de purines generados por cada una de estas plazas.

$$n = (1 - pl) \cdot Q_{np} \cdot n_{pa} \quad \text{(ecuación 8)}$$

El nitrógeno total será igual al porcentaje de purín que no se lixivia ($1-pl$) por el contenido de nitrógeno de los purines y por el purín aplicado al cultivo.

Por tanto, la variable de decisión del productor es el número de plazas de ganado por hectárea.

En la tabla 4.2 se exponen los datos utilizados para el beneficio ganadero.

Tabla 4.2: Parámetros actividad ganadera

Parámetros	Valores
P_g (€/cerdo)	9,24
Z (€/plaza)	11,06
Pl (%)	0,62
Q_{np} (kg/m ³)	5,5

Por tanto, el modelo completo es el siguiente:

Las ecuaciones del modelo son:

$$\text{Maximizar } BT = Ba + Bg \quad (\text{ecuación 1})$$

Siendo:

$$Ba = Pa \cdot Qa(n) - Cf - Ca - K \quad (\text{ecuación 2})$$

$$Qa = a_0 + a_1 \cdot n + a_2 \cdot n^2 \quad (\text{ecuación 3})$$

$$Cf = ga \cdot npa \quad (\text{ecuación 4})$$

$$Bg = Pg \times Qg - Z \quad (\text{ecuación 5})$$

$$E = pl \times Qnp \times npa \quad (\text{ecuación 6})$$

$$npa = Qg \cdot V \quad (\text{ecuación 7})$$

$$n = (1 - pl) \cdot Qnp \cdot npa \quad (\text{ecuación 8})$$

Parámetros:

Pa = precio de venta del maíz (€/Tm)

Ca = coste del agua (€/ha)

ga = coste de gestión de los purines aplicados a la explotación (€/m³)

K = otros costes agrícolas (semillas, fitosanitarios, mecanización, secaje, canon básico y mantenimiento) (€/ha)

Pg = precio de venta de cada cerdo (€/cerdo)

Z = otros costes ganaderos (mantenimiento y amortización) (€/plaza)

pl = parte de nitrógeno purín lixiviado (%)

Qnp = contenido de nitrógeno de los purines (kg/m³)

a_0 = coeficiente constante

a_1 = coeficiente lineal

a_2 = coeficiente cuadrático

Variables:

Q_g = número de plazas de ganado por hectárea (plazas/ha)

n_{pa} = nitrógeno purín aplicado al cultivo (m^3/ha)

Q_a = cantidad de maíz recogida (Tm/ha)

E = emisiones (nitrógeno lixiviado) (kg/ha)

n_t = nitrógeno total

B_a = beneficio agrícola

B_g = beneficio ganadero

B_T = beneficio total

B_S = beneficio social

El problema descrito ha sido programado utilizando la herramienta informática de optimización matemática GAMS (Brooke *et al.*, 2008)

4.1. DEFINICIÓN DE ESCENARIOS

En el escenario base, el ganadero maximiza su beneficio, sin tener en cuenta el beneficio o coste social, contaminando así todo lo que considere, debido a que él no soporta ningún coste por ello. De este modo, el coste de la contaminación recaerá sobre la sociedad, generándose una ineficiencia.

Para determinar el beneficio social, debemos introducir el coste generado a la sociedad. En nuestro caso, se ha considerado que este coste puede aproximarse al coste de

depuración del agua. El beneficio social en ausencia de control se calculará por tanto como:

$$BS = BT - cd \cdot E \quad \text{(ecuación 9)}$$

Donde cd es el coste de depuración del agua que hemos obtenido de Goetz y Martínez (2013) y cuyo valor es 1,3 euros el kilogramo de nitrógeno.

4.1.1 Escenario óptimo

Para el cálculo del escenario óptimo, debemos eliminar el coste externo, para ello introduciremos un impuesto piguviano para que el empresario tenga en cuenta el daño que está causando y así eliminar la externalidad. El tipo impositivo t es 1,3 debido a que coincide con el daño marginal.

$$BT^* = Ba + Bg - t \cdot E \quad \text{(ecuación 10)}$$

En este escenario el bienestar social se calculará como:

$$BS^* = BT^* + t \cdot E \quad \text{(ecuación 11)}$$

En este escenario, el bienestar social óptimo se calcula como la suma del bienestar privado total óptimo más el excedente del gobierno. En este caso ya no hay efecto externo, se ha eliminado.

Como resultado obtenemos que el bienestar social óptimo coincide con el beneficio total privado del escenario base.

4.1.2 Escenarios de restricciones de nitrógeno y de emisiones

A partir del escenario base se simulan distintas medidas de política ambiental, concretamente, se consideran restricciones de nitrógeno y reducción de emisiones.

Primero reduciremos los niveles de nitrógeno a 250 kg/ha, que es el límite fijado por la ley española derivada de la Directiva de Nitratos y después a 170 kg/ha, ya que es la limitación impuesta para zonas vulnerables. Estas restricciones se aplicarán sobre el parámetro n .

Por último se simulará una reducción en las emisiones, con el objetivo de disminuir la contaminación. Primero reduciremos en un 25% y después en un 50% para observar las fluctuaciones en las variables. Aquí, las restricciones se aplican sobre el parámetro E, ya que representa las emisiones contaminantes.

5. RESULTADOS

En la siguiente tabla se muestran los resultados obtenidos en los diferentes escenarios:

Tabla 5.1: Resultados correspondientes a cada escenario

	Escenario base (1)	Escenario óptimo (2)	n=250 (3)	n=170 (4)	Reducción 25% en emisiones (5)	Reducción 50% en emisiones (6)
Nº de plazas	134,22	107,49	76,19	51,81	100,66	67,11
Producción	13,17	13,48	12,59	10,97	13,40	12,09
Emisiones	718,60	575,47	407,90	277,37	538,90	359,29
Nitrógeno	440,43	352,71	250,00	170,00	330,29	220,21
BTot	1736,47	802,29	1298,05	852,31	1589,82	1150,15
Bagrícola	507,29	568,24	605,12	384,66	670,78	541,11
Bganadero	1229,17	234,04	692,93	467,65	919,03	609,04
BSocial	802,29	1550,40	767,79	491,74	889,25	683,07

A continuación, se comentarán los resultados obtenidos en la tabla 5.1, comparando cada situación con el escenario base.

Con los datos anteriormente descritos, obtenemos los resultados del escenario base, el cual es la situación real de la que partimos. Aquí, el empresario “tipo” considerado obtendrá un beneficio total (BT) de 1736,47 €/ha. Este beneficio total corresponde en un 21% a la actividad agrícola y en un 79% a la ganadera, que es la principal fuente de renta. En esta situación, el empresario tendrá un promedio de 134,22 plazas porcinas, las cuales generarán 718,60 kg/ha de emisiones de nitrógeno.

Derivado de la actividad ganadera, se genera un subproducto (purín) aprovechado para la fertilización agraria. Por tanto, dependiendo de las plazas porcinas, se obtendrá una cantidad de purín, la cual influirá en la producción agrícola. Asociado a nuestro escenario base, la producción agraria será 13,17 Tm/ha.

El individuo busca la maximización de su beneficio, que será la suma de ambas actividades (agrícola y ganadera), sin tener en cuenta el bienestar social. Él no asume la contaminación producida. De este modo, la sociedad soportará directamente el peso de estas emisiones, produciéndose así una externalidad negativa sobre la sociedad y el medio ambiente que no estará recogida en la estructura de costes de la empresa. Este beneficio social derivado del problema inicial es de 802,29 €/ha.

Según los datos utilizados, se obtiene que, en el escenario base hay un promedio de 134,22 plazas porcinas, la cuales generan 718,60 kg/ha de emisiones. Por tanto, se generarán 5,35 kg/ha de emisiones por plaza. Si consideramos que el censo de plazas de cebo porcino en Aragón es de 5.120.189 (Gobierno de Aragón, 2013) obtenemos una aproximación de emisiones emitidas globales de 27.393.011 kg/ha de nitrógeno para toda la comunidad.

Con el fin de valorar la rentabilidad de la actividad agrícola y ganadera, calculamos el beneficio agrario por tonelada de maíz y el beneficio ganadero por cada plaza de porcino. Se obtiene que el primero es de 28,51 €/Tm y para el segundo de 9,16 €/plaza.

El bienestar total agregado para el conjunto de la región sería 66.242.298 €, mientras que el beneficio social de 30.605.546 €.

En el escenario base se obtienen unos resultados reales, derivados de unos datos observables. Sin embargo, estos resultados no son óptimos ya que hay ineficiencias que acaban recayendo sobre la sociedad. Por ello, en el siguiente escenario, denominado como “óptimo”, se muestran los resultados a los que se llegaría en ausencia de externalidades. Para ello se hace que el empresario asuma el coste por unidad de contaminación emitida.

En este escenario, se obtiene que la contaminación óptima es 575,47 kg/ha y que el número de plazas para este nivel tiene que ser de 107,47. Por tanto, estos datos reflejan que en el escenario base se generan un 24,87% más emisiones de las óptimas provocado por un exceso de 26,73 plazas.

Cabe destacar, que el beneficio total del escenario óptimo es el mismo que el beneficio social del escenario base. Esto es debido a que el empresario asume el coste que antes recaía sobre la sociedad.

Aquí el beneficio total que se generaría por la suma de las dos actividades es de 802,29 €/ha, consecuencia de hacer que la contaminación sea asumida por el empresario ya que tiene que tener en cuenta 748,11 €/ha por la contaminación generada.

Esta cantidad que el individuo paga por contaminar, quedará reflejada en el bienestar social como excedente del gobierno. Será lo que el gobierno recaude por permitir que se contamine.

El beneficio total óptimo ha disminuido un 53,80% respecto al del escenario base, mientras que el bienestar social ha aumentado en un 93,25%

La disminución que sufre la actividad ganadera viene derivada de la reducción de plazas, mientras que el aumento del beneficio de la actividad agrícola tiene su origen en un aumento de la producción de maíz del 2,29%. Esto se debe a que al reducir la cantidad de nitrógeno aplicada al cultivo, éste es más productivo porque en el escenario base se está aplicando una cantidad excesiva.

El siguiente escenario analizado, se obtiene al reducir el nivel de nitrógeno a 250 kg/ha, por ser el límite fijado por la ley española derivada de la Directiva de Nitratos. Al reducir el nivel de nitrógeno, las emisiones se reducen a 407,90 kg/ha, es decir un 43,24% respecto al escenario base. Lo que supone una disminución del número de plazas, concretamente de 58,03. El beneficio privado disminuye en un 25,25% respecto del escenario base, compuesto en un 53,38% por la actividad ganadera y en un 46,62% por la agraria.

Cabe destacar que a pesar que la producción de maíz ha caído en un 4,40% respecto a la situación inicial, el beneficio agrario ha aumentado. Esto sólo puede estar causado porque al disminuir el número de plazas, disminuye el nitrógeno purín aplicado al cultivo, y con ello el coste de aplicar dicho fertilizante (Cf).

En este escenario, comparado con el base, el bienestar social se aleja más de la situación óptima, sin embargo estamos más próximos si se considera el bienestar privado.

Posteriormente, introducimos un límite de 170 kg/ha de nitrógeno, por ser el que se aplica para zonas vulnerables, entendiendo por zonas vulnerables aquellas áreas afectadas por la contaminación difusa o con riesgo de estarlo en un futuro próximo.

Al imponer este límite, las emisiones disminuyen en un 61,40%, mientras que el número de plazas se reduce casi en dos tercios. Como resultado de esto, el beneficio agrícola y ganadero caen (siendo más pronunciada la caída del segundo), obteniendo por tanto que el beneficio total disminuye en un 50,92%.

En este escenario, el beneficio privado es el que más se aproxima al óptimo, sin embargo, también es el que más se aleja del bienestar social óptimo.

Finalmente, se realizan modificaciones porcentuales en las emisiones con el fin de observar variaciones en los resultados.

En un primer caso suponemos una reducción del 25%. En este caso, el número de plazas se desviará en 33,56 unidades respecto a la situación base, provocando que el beneficio ganadero disminuya en un 25,23% respecto al escenario base.

Si nos fijamos en la actividad agraria, se ve que la producción ha aumentado ligeramente con el consiguiente aumento del beneficio. El beneficio total se reduce en un 8,45%.

Destaca que este es el escenario que más se aproxima en cuanto a número de plazas, emisiones, producción agraria y bienestar social, sin embargo no es el más cercano en cuanto al beneficio privado.

En el segundo caso y como último escenario considerado, se reducen las emisiones en un 50%, pasando a ser 359,29 kg/ha. El número de plazas pasa a ser la mitad. En la actividad agrícola se observa, al igual que en el escenario 4, que a pesar de que la producción disminuye, el beneficio aumenta.

En cuanto al bienestar social y privado, ambos disminuyen, en un 14,86% y 33,77% respectivamente.

Como resultado del análisis de diferentes escenarios, se puede observar que la medida preferida por el empresario, debido a que reduce menos su beneficio total (en un 8,45%) será una reducción de emisiones del 25%. Además, en este caso coincide, que

dicho escenario también sería el preferido por la sociedad, ya que el escenario donde el beneficio social se aproxima más al óptimo.

En la siguiente tabla, se procede a calcular el ratio entre reducción de las emisiones y la pérdida de beneficio privado. Este ratio permitirá establecer una ordenación de las medidas estudiadas en función de su coste-eficiencia, es decir, se podrá definir cuál de las medidas consigue una mayor reducción de las emisiones con un menor impacto económico sobre los productores. El objetivo es ver cómo afecta la reducción de emisiones al beneficio total, es decir, cuánto se consigue reducir las emisiones por unidad de beneficio reducido.

Tabla 5.2: Ratio emisiones/ pérdida beneficio total.

	Pérdida de BT	Reducción de E	Ratio: E/BT
Escenario base	-	0	-
Escenario óptimo	934,18	143,13	0,15
Reducción n=250	438,42	310,70	0,71
Reducción n=170	884,16	441,23	0,50
Reducción emisiones 25%	146,65	179,70	1,23
Reducción emisiones 50%	586,32	359,31	0,61

Fuente: elaboración propia

Se observa que la medida más coste eficiente es la reducción de emisiones en un 25%, ya que consigue reducir las unidades contaminantes en una mayor proporción, por unidad de beneficio reducido, en comparación con el resto de medidas. Por tanto, además de ser la medida que menos va a perjudicar al empresario, también va a ser la que más efecto tenga en la reducción de emisiones.

Tras esta medida, se sitúan, en orden descendente, la reducción de nitrógeno a 250, la reducción de emisiones en el 50% y la reducción de nitrógeno a 170. En estas medidas, se observa, que el beneficio privado y las emisiones caen mucho más que en la reducción de emisiones en un 25%, sin embargo, la caída del beneficio es superior a la caída de las emisiones, por lo que el ratio es más pequeño, y por tanto la reducción de emisiones por unidad de beneficio es menor.

En último lugar, la situación menos costes eficiente sería la óptima. Es la que menos efectividad tiene en reducción de emisiones por unidad perdida de beneficio privado, a

pesar de ser la que maximiza el bienestar social. Esto es así, ya que es el escenario donde más cae el beneficio privado (en más de un 50%) y menos se reducen las emisiones (menos del 20%).

Este resultado, nos indica que si el regulador desea optar por la medida que menos perjudique al productor con una mayor reducción en las emisiones, no debe considerar la situación óptima respecto del bienestar social. Es importante por tanto que el regulador considere cuál es el objetivo que persigue cuando introduce una política ambiental determinada, pues la jerarquía de las medidas puede variar sensiblemente.

A pesar de que todas las medidas analizadas consiguen una reducción en las emisiones, cada una de ellas lleva asociados unos costes de control de cumplimiento y costes administrativos.

Así pues, el regulador necesitaría conocer las emisiones exactas de cada granja, de forma completa y transparente, para poder ejecutar las medidas de forma correcta, lo cual es difícil de lograr en el caso de la contaminación difusa.

Por otro lado, además, se requeriría un control del cumplimiento de cada medida, es decir, si se está llevando a cabo, y si se está realizando de la manera más adecuada.

Aunque en el presente trabajo no se han considerado los costes administrativos es muy importante que el regulador los tenga en cuenta a la hora de tomar una decisión, pues pueden influir en los resultados de las medidas.

6. CONCLUSIONES

Las conclusiones derivadas del presente trabajo son las siguientes:

- El empresario preferirá mantenerse en la situación base (donde no asume los costes de su contaminación), ya que aquí maximiza su bienestar total, compuesto por la actividad ganadera y la porcina, obteniendo un mayor beneficio notoriamente superior en la primera ya que es su fuente principal de renta.
- En el escenario óptimo, se maximiza el bienestar social, por lo que la sociedad preferirá esta situación (ya que no soporta los costes de la contaminación). Sin

embargo, aquí, el beneficio privado del empresario es menor que en cualquier escenario de los considerados.

- De acuerdo con los ratios calculados, la medida más coste-eficiente sería la reducción de emisiones en un 25%. Con esta medida, a pesar de no maximizar ni el beneficio total ni el social, se consigue reducir en mayor proporción las emisiones de nitrógeno por disminución de unidad de beneficio privado.
- El escenario con menor cantidad de emisiones, es la fijación de un límite de nitrógeno en 170 kg/ha. A pesar de que esta medida, no tenga buenos resultados sobre el beneficio privado o sobre el social, cabe destacar su interés, por ser utilizada para aquellas zonas con riesgos de contaminación difusa, donde el principal interés se centra en reducir las emisiones, evitando así que la situación empeore.
- En cuanto a las medidas de reducción de emisiones en un porcentaje determinado, podemos observar que al reducir las emisiones en un 25%, el beneficio social aumente con respecto a la situación inicial y el beneficio total disminuye en una proporción muy pequeña. Mientras que si se reducen en un 50%, disminuye tanto beneficio privado como social. Esto refleja, que es necesario disminuir las emisiones, sin embargo, reducirlas en un 50% sería excesivo, en cuanto a su impacto sobre los beneficios social y privado. Sólo tendría sentido si se quieren disminuir las emisiones drásticamente.
- Cabe distinguir entre la medida óptima y la coste eficiente. Si consideramos maximizar el beneficio social, preferiríamos el escenario óptimo, si lo que se pretende es minimizar el impacto sobre el empresario, el escenario base sería el elegido. Sin embargo, a la hora de considerar qué medida reduce más las emisiones por unidad de beneficio (privado) disminuido, se elegirá la reducción de emisiones en un 25% por la más coste-eficiente.
- El cálculo global de carga contaminante en la comunidad autónoma de Aragón se ha estimado en 27.393.011 kg/ha de nitrógeno. Siendo 5,35 kg/ha las emisiones por plaza.

La contaminación por nitratos derivada de la actividad ganadera, en concreto, del sector porcino, es un problema de gran relevancia social en la actualidad. No sólo causa daños ambientales, debido a la contaminación de suelos y aguas, sino que además, la presencia de nitratos puede comprometer la potabilidad de aguas aptas para el consumo humano, como la procedente de grifos si se hallan en una cantidad superior a 50 mg/l, incidiendo así sobre la salud.

Como consecuencia de estos problemas puede derivarse el rechazo social a la actividad porcina si no se toman medidas adecuadas para el control de la situación.

Por ello, los resultados obtenidos en el presente trabajo, son de utilidad tanto para el sector productivo de porcino como para las instituciones encargadas de la regulación ambiental en Aragón, ya que con ellos puede obtenerse una aproximación a las consecuencias económicas de las distintas alternativas de control de la contaminación.

Para la realización del trabajo se ha tratado de utilizar, en la medida de lo posible, datos ajustados a la realidad. Algunas de las limitaciones encontradas a la hora de realizar el trabajo han sido las siguientes:

- En las ecuaciones de beneficio agrícola, se han considerado algunos de los costes más representativos.
- No ha sido posible encontrar datos procedentes de un mismo año, por lo que se ha procedido a utilizar aquellos datos disponibles más recientes.
- El dato referido a las emisiones, es decir, a la función de contaminación, es limitado, pues se trata de un porcentaje fijo, mientras que en la naturaleza, las emisiones no tienen un comportamiento determinado, sino que varían en función de muchos factores.

Debido a esto, los resultados obtenidos son derivados de un modelo simplificado, y por tanto, pueden considerarse como una aproximación.

7. BIBLIOGRAFÍA

- AGPME (2012): “Estudio de costes globales del cultivo del maíz en Aragón para variedades transgénicas y convencionales”. *Asociación General de Productores de Maíz de España*.
- APPAVE (2011): “Informe del sector porcino en Aragón: ejercicio 2010”. *Asociación de Productores de Ganado Porcino de Aragón y el Valle del Ebro*. Páginas: 8, 9, 14, 15, 16 y 21.
- ARREGUÍN-CORTÉS, F., GÓMEZ-BALANDRA, A., E IZURIETA-DÁVILA, J. (2000): “Contaminación difusa”. *Tláloc*. 8-10, julio-septiembre.
- BAUMOL, W. J. y OATES, W. (1975): *The theory of environmental policy*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Clip. New Jersey.
- BRADEN J.B. Y K. SEGERSON (1993): “Information problems in the design of non-point source pollution policy”. *Theory, modeling and experience in the management of non-point source pollution*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA pp. 1-36.
- BROOKE, A., KENDRICK, D., MEERAUS, A., RAMAN, R., (1998): *GAMS tutorial by R. Rosenthal*. GAMS, Development Corporation, Washington
- BUCHANAN, J. M. Y STUBLEBINE, W. C. (1962): “Externality”. *Economica*, noviembre 1962. Traducido en Hacienda pública española, 1977, nº 46.
- CÁCERES, R., MARFÀ, O. (2008): “La fertilización con compost: beneficios y precauciones”.
- CAMPBELL, M. (2004): *Diffuse Pollution: An Introduction to the Problems and Solutions*. IWA Publishing. Cornwall, United Kingdom.
- CARPENTER, S.R., CARACO, N.F., CORRELL, D.L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A.N., y SMITH, V.H. (1998): “Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen”. *Ecological Application*.
- DAUDÉN, A., FERNANDEZ, M. T. y SIEGLER C. (2011): “Proyecto demostrativo de gestión colectiva del purín en Aragón”. *Sodemasa*. Páginas: 25,27 y 28.
- DJODIC, F., H. MONTAS, A. SHIRMOHAMMADI, L. BERGSTRÖM, AND B. ULÉN. (2002): “A decision support system for phosphorus management at a watershed scale”. *J. Environ. Qual.* 31:937-945.

- GOBIERNO DE ARAGÓN (2005): “Resultados económicos del ganadero de porcino de cebo integrado”. *Información Técnica de Aragón* N° 155. Dirección General de Desarrollo Rural. Servicio de Programas Rurales. Gobierno de Aragón. Páginas: 6 y 7.
- GOBIERNO DE ARAGÓN (2007): “Evaluación de costes de sistemas y equipos de aplicación de purín”. *Información Técnica de Aragón* N° 178. Dirección General de Desarrollo Rural. Servicio de Programas Rurales. Gobierno de Aragón. Páginas: 1 y 14.
- GOBIERNO DE ARAGÓN (2008): “Métodos rápidos de análisis como herramienta de gestión en la fertilización con purín porcino: conductimetría”. *Información Técnica de Aragón* N° 195. Dirección General de Desarrollo Rural. Servicio de Programas Rurales. Gobierno de Aragón. Página 2.
- GOBIERNO DE ARAGÓN (2012): “Coyuntura actual del sector porcino aragonés: Empleo generado, bienestar animal y Análisis DAFO”. *Información Técnica de Aragón* N° 240. Dirección General de Desarrollo Rural. Servicio de Programas Rurales. Gobierno de Aragón. Página 7.
- GOBIERNO DE ARAGÓN (2013): “Guía de Prácticas Correctas de Higiene para las Explotaciones de Ganado Porcino Intensivo”. Departamento de agricultura, ganadería y medio ambiente. Página 20.
- GOETZ, R. y MARTÍNEZ, Y. (2013): “Nonpoint source pollution and two-part instruments”. *Environmental Economics and Policy Studies*. 15(3): 237-258.
- HANLEY N., J. SHOGREN Y B. WHITE (1997): *Environmental Economics in Theory and Practice*. Oxford University Press. Londres.
- HOLDREN, C., JONES, W. AND J. TAGGART (2001): *Managing Lakes and Reservoirs*. North American Lake Management Society and Terrene Institute, in cooperation with the Office of Water Assessment and Watershed Protection Division U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Madison, Winsconsin.
- INIA (2007): “Contaminación difusa de las aguas”. *INIA Tierra adentro*. Agricultura limpia. Noviembre-Diciembre. Páginas: 23-24.
- IZURIETA-DÁVILA, J., MIJANGOS-CARRO, M.A., RIVERA, P., TORRES, V., CHAVARRÍA, J. (2007): *Diagnóstico de la contaminación por fuentes no puntuales en México*, IMTA (proyecto interno).
- JARVIS, S.C. (2002): *Environmental impacts of cattle housing and grazing*. In Kaske, M., H. Scholz and M. Höltershinken. Hannover, Germany.
- KAPLAN, J.D., HOWITT, R.E. y FARZIN, Y.H. (2000): “An Information-Theoretical Analysis of Budget-Constrained Nonpoint Source Pollution Control”
- MARSHALL, A. (1922): *Principles of Economics*. Mac-Millan, London, 8ª edición.

- MARTÍNEZ, Y. (2002): “Análisis económico y ambiental de la contaminación por nitratos en el regadío”. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza.
- MISHAN, E.J. (1965): “Reflections on Recent Developments in the Concepts of External Effects”. *Canadian Journal of Economics and Political Science*, febrero.
- NG, Y. (1971): “Recent Developments in the Theory of Externality and the Pigovian Solution”. *Economic Record*, Junio.
- NOVOTNY, V. (2003): *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*. John Wiley & Sons, New Jersey, USA.
- NATH, S.K. (1969): *A Reappraisal of Welfare Economics*. Routledge and Keagan Paul. Londres.
- ORÚS F., D. QUÍLEZ Y J. BETRÁN (2000): “El Código de Buenas Prácticas Agrarias (I). Fertilización Nitrogenada y Contaminación por Nitratos”. Dirección General de Tecnología Agraria (DGA). Informaciones Técnicas nº 93. Zaragoza.
- PARETO, V. (1896): *Cours d'Economie Politique*. Libraire del'Université. Lausanne.
- PIGOU, A.C. (1932): *The economics of welfare*. 4ª edición, Mac-Millan. Londres.
- RIBAUDO, M., R.HORAN y SMITH, M. (1999): “Economics of Water Quality Protection from Nonpoint Sources”. *Agricultural Economic Report*, 782. USDA, Washington.
- TURVEY, R. (1963): “On Divergences between Social Cost and Private Cost”. *Economica*. Agosto.
- WEINBERG M. Y J.E. WILEN (2000): “Efficiency Benefits versus Transaction Costs in Non-point Source Pollution Control”.
- WELLISZ, S. (1964): “On External Diseconomies and the Gonerntment-Assisted Invisible Hand”. *Economica*, noviembre.